蝶と蛾 *Trans. lepid. Soc. Japan* **58** (2): 183–198, March 2007

北アルプスの高山から里山にかけてのチョウ類群集とモニタリングのあり方

田下昌志[1]・中村寛志[2]・福本匡志[3]・丸山　潔[4]・降籏剛寛[5]

[1] 380-0943 長野県長野市安茂里 1863-1
[2] 399-4511 長野県南箕輪信州大学農学部
[3] 389-2254 長野県飯山市南町 5-4　南町第一職員宿舎 106
[4] 399-8304 長野県安曇野市柏原 1566-1
[5] 390-0303 長野県松本市浅間温泉 3-31-28

Changes of the butterfly assemblage between 1992–1994 and 2003–2004 from the Alpine zone to the living zone along the Saigawa River, Nagano Prefecture

Masashi Tashita[1], Hiroshi Nakamura[2], Masashi Fukumoto[3], Kiyoshi Maruyama[4] and Yoshihiro Furihata[5]

[1] Amori 1863-1, Nagano, 380-0943 Japan
[2] Faculty of Agriculture, Shinshu University, Minamiminowa 8304, Nagano, 399-4511 Japan
[3] Minamimachi 5-4, Iiyama, Nagano, 389-2254 Japan
[4] Kashiwabara 1566-1, Azumino, Nagano, 399-8304 Japan
[5] 3-31-28 Asamaonsen, Matsumoto, Nagano, 390-0303 Japan

Abstract Butterfly assemblage was monitored using a route census method at 7 observation sites along the Saigawa River of Nagano Prefecture in 2003–2004. It is suggested that the census data are to be analyzed using ER and HI-index which include the environmental value for each species.

Key words Butterfly assemblage, route census method, ten years, altitude, the Saigawa River, Nagano.

はじめに

近年, 生物の生息環境が変化し野生生物の種の絶滅が過去にない速度で進行している. このため, 生物の多様性を包括的に保全し, 生物資源の持続可能な利用を行うための国際的な枠組みを設ける必要性が国連等において議論された. その結果として, 地球上の多様な生物をその生息環境とともに保全すること, 生物資源を持続可能であるように利用することなどを目的とした生物多様性条約が締結された.

日本では, 有本・中村 (2003), 石井ら (1995), Kitahara and Fujii (1994), 清 (1988, 1996*a*, *b*), 浜 (1989), 蛭川 (1989), 田下 (1987, 1988, 1989, 1990), 田下ら (1998), 須賀 (2005), 西尾 (2005), 村田・野原 (2005) など数多くの報告に見られるように, 里地・里山や二次草原といった良好な自然の風景地が, 社会・経済状況の変化により手入れが行き届かなくなり, 多くの種が, これらの二次的自然の荒廃が進むことにより衰亡していることがわかってきている. また, 原生の自然環境が保全されている高山帯などでは, 定性的な環境変化が話題となることがあるが, 昆虫類においては, 定量的な調査は少なく, 井原ら (2001), 森本 (2005) や中村ら (2003), 信州大学山岳科学総合研究所 (編) (2003) がみられる程度である.

このような背景の中で, 環境省では, 希少な動植物の保全や市民意識の向上のためのレッドデータブックの作成, さらに自然公園法の改正を行った. 同法の目的は, 自然公園を生物多様性保全の屋台骨として積極的に活用するために, 従来の風景保護に加え, 生態系の保全と野生生物保護の機能を自然公園法に位置付けるためである. さらに, 都道府県や市町村においても, 地方版のレッドデータブックを公表する動きがある (長野県 (編), 2004; 長野市 (編), 2003 など). また, 種の保全と生物の生息状況の把握を目的とした条例を制定することにより, 希少な動植物の採取の禁止や違法採取された種の譲渡の禁止などの規制措置をとっている. 今後は, 生物多様性条約の理念のもとで, これらの法律や条例により種の増殖活動に向けた環境整備などの対策が必要である. そのためには基礎的な資料とし

て,分布状況を定量的に把握することは重要である.

本研究は,チョウ群集を材料として,高山帯から里山までの環境をモニタリングし,およそ10年前の1992年から1994年に実施された調査結果 (田下・市村, 1997) および2003年から2004年の調査結果 (奥又白地区と明神地区の調査結果は田下ら (2006) を参照) との比較を行い,環境の変化を評価するとともに,標高の異なる地点でのモニタリングのあり方について考察した.チョウを指標とした環境モニタリングについては,田中 (1988), 山本 (1988), 石井ら (1991), 中村・豊嶋 (1995), 今井ら (1996), Natuhara *et al*. (1996) など多くの報告があり,日本環境動物昆虫学会 (編) (1998) の解説書が出版されるなど調査環境が整ってきている.さらに,チョウ類は,一般住民になじみが深く,調査内容によっては住民の参加を促すことも可能 (田下ら, 2005) であり,環境教育の面からも良い材料であると思われる.

材料と方法

1. 調査地の概要

信濃川水系犀川の上・中流域に位置する長野県松本市 (一部安曇野市 (旧堀金村)) の蝶ヶ岳稜線から松本平にかけて7ルートを設定した.犀川は北アルプスの槍ヶ岳 (標高3,180 m) を水源とし,松本平で奈良井川や高瀬川と合流,善光寺平 (長野市,標高350 m) で千曲川に流入する延長160.7 km,流域面積2,747 km^{2}の河川である.中部地方の中心に位置し,昼夜,夏冬の寒暖の差が激しい.降水量は,上流域で年間1,600–3,000 mmと多く,中下流域では1,000 mm前後と少ない.上流域にあたる北アルプスの山間地では,1 mを超える積雪があるが,中下流域の積雪量はわずかである.

標高2,500 m以上の犀川源頭部 (蝶ケ岳など) は,ハイマツ *Pinus pumila* Regelなどが生える高山帯であり,上高地周辺の標高1,500 m付近はウラジロモミ *Abies homolepis* Siebold et Zucc.やトウヒ *Picea jezoensis* Siebold et Zucc.などが極相林を形成する亜高山帯である.松本平はコナラ *Quercus serrata* Thunb.やクヌギ *Quercus acutissima* Carruth.などの落葉性広葉樹林 (夏緑林) からなる温帯林である.

調査地は,蝶ケ岳の稜線 (蝶ケ岳A; 標高約2,600 m) および稜線下部の高山草原 (蝶ケ岳B; 標高約2,550 m), 奥又白谷の渓流沿い (奥又白; 標高約1,750 m), 明神の河畔 (明神; 標高約1,530 m), 松本平の河川堤防上流,中流 (それぞれ松本A,松本B; ともに標高約620 m), 下流 (松本C; 標高約590 m) の7カ所である.各調査地の概要をTable 1に示す.

蝶ケ岳Aは稜線部で,広い砂礫地にハイマツやクロマメノキ *Vaccinium uliginosum* L., キバナシャクナゲ *Rhododendron aureum* Georgiなどがみられる.残雪跡には,チングルマ *Geum pentapetalum* Makinoやシナノキンバイ *Trollius riederianus* Fisch. et C. A. Mey.などの高山植物群落が広がっている.

蝶ケ岳Bは稜線下部のお花畑で,チングルマ,ハクサンフウロ *Geranium yesoense* Franch. et Sav., ウサギギク *Arnica unalashkensis* Less., ミヤマトリカブト *Aconitum nipponicum* Nakaiなどの花が咲く.蝶ケ岳Aよりも背の高い植物が目立つ.

奥又白は渓流沿いのルートであり,イワノガリヤス *Calamagrostis langsdorffii* Link, イワオウギ *Hedysarum vicioides* Turcz., オニシモツケ *Filipendula kamtschatica* Pall.などの草地や,3–4 mの背丈の低いダケカンバ *Betula ermanii* Cham.の疎林からなる.7月まで一部に雪渓が残る.

明神は上高地の上流部で梓川沿いのルートである.樹高10 m程度のウラジロモミやヤナギ類 *Salix* sp.やダケカンバなどの天然の河畔林である.林縁の一部分にミヤマハタザオ *Arabis lyrata* L. var. *kamtschatica* Fisch., フキ *Petasites japonicus* Siebold et Zucc., シナノザサ *Sasa senanensis* Rehderなどが生える草地が見られる.

以上の蝶ケ岳から明神にかけては,中部山岳国立公園の特別保護地区に指定され,原生的な自然が残っており,今回の調査区間では,この10年間に人為的な改変は行われていない.

松本Aは梓川に沿うルートで,堤防が霞堤となっており,樹高6–10 m程度のニセアカシア *Robinia pseudoacacia* L.やヤナギ類,エノキ *Celtis sinensis* Pers.などからなる幅100 m程の林となっている.林間の草地はイネ科の外来種が主である.堤内地には水田が広がる.ルートを設定した林内では草刈りなどの管理は行われていない.

Table 1. The outline of observation sections and times of observation.

Study area	Name of city	Altitude (m)	Times and period of observation		Vegetation and land form	Environment around study area
Chogatake A	Horigane Village	2600	4	Jul. 2003–Aug. 2003	Grassland of Alpine zone, ridge of mountain	Alpine pine zone
Chogatake B		2550		Jul. 1993–Aug. 1994[1]	Grassland of Alpine zone, undersite of ridge	Alpine pine zone
Oku-matashiro	Matsumoto City (Azumi)	1750	8	Jun. 2003–Sep. 2003[2] Jul. 1993–Sep. 1994[1]	Stream of Sub-Alpine Zone	Forest
Myoujin	Matsumoto City (Azumi)	1530	10	Jun. 2003–May 2004[2] Jul. 1992–Jul. 1993[1]	Riverside forest of sub-Alpine zone	Forest
Matsumoto A	Matsumoto City	620	14	Jun. 2003–May 2004	Riverside forest of summer green forest zone	Rice field
Matsumoto B		620			Riverside grassland and forest of summer green forest zone (bank)	Rice field
Matsumoto C		590		Jul. 1992–Aug. 1993[1]	Grassland of summer green forest zone (bank)	Rice field, road, houses

[1] Based on Tashita *et al.* (1997).
[2] Based on Tashita *et al.* (2006).

松本Bは梓川に沿うルートで, 堤外地に幅約10 mにわたり, 樹高5–7 mのニセアカシアやヤナギ類がまばらに生えている. 堤防上には, イネ科の外来種に混じってアカツメクサ *Trifolium pratense* L., コマツナギ *Indigofera pseudotinctoria* Matsum., ムシトリナデシコ *Silene armeria* L., カワラマツバ *Galium verum* L. などが生えており, 天然石の練積の護岸には長野県版レッドデータブック (長野県 (編), 2002) の準絶滅危惧種に該当するツメレンゲ *Orostachys japonicus* Bergerが見られ, 比較的多様性に富む植生である. 堤防は維持管理のために定期的に草刈りが行われており, 草原的な環境が保たれている.

松本Cは梓川に沿うルートで石積護岸やアスファルト舗装道路などの人工構造物が多い. ニセアカシア, ヤナギ類の幼木が極めてまばらに生えている以外木本類はない. 堤防の法面の草地や護岸には, 外来種を主としたイネ科植物, ツメレンゲやコマツナギ, カワラマツバなどの群落が見られる. こうした草地は, 堤防の維持管理のために定期的に草刈りが行われており, 草原的な環境が保たれている. 堤防の天端上は幅員7 m程の車道となっており, 堤内地の大部分は, 宅地として利用されている.

松本地区のうち松本B, Cでは, この10年間に堤防の法面で恒常的な草刈による維持管理が行われているほかは, 土地の改変は行われていない. また, 松本Aは, この10年間特に維持管理はされておらず, 土地の改変もされていない.

2. 調査の方法

調査は, 2003年6月から2004年5月にかけて行った. モニタリングは, 500 mのルートを設け, 月平均気温が10°C以上の月に, 月2回の頻度で実施した. 30分間で往復し, 見かけたチョウの種名と個体数を記録した. 調査時間が30分内外の記録は, 種ごとの記録個体数を30分間に換算した. センサスは, 9: 00–15: 00の気温が上昇する時間帯で, 開始直前の照度が25,000 lux以上, 気温が16°C以上の状況のもとで行った. 気温が測定されていない調査地については, 最寄りの観測地点の記録を用い, 標高補正により平均気温を推定した. したがって, 蝶ケ岳地区では7–8月, 奥又白地区では6–9月 (田下ら, 2006), 明神地区では5–9月 (田下ら, 2006), 松本地区では4–10月にかけて, それぞれ4回, 8回, 10回, 14回の調査を行った.

3. 評価手法

種の多様性を示す指標により1992–1994年における調査結果 (田下・市村, 1997) と2003–2004年における調査結果 (奥又白地区, 明神地区については, 田下ら (2006)) を比較し, 環境変化とチョウ群集による評価の課題を検討した. 評価指標として, Shannonの平均多様度H′ (木元・武田, 1989), Simpsonの多様度指数$1-\lambda$ (日本環境動物学会 (編), 1998), RI指数 (中村・豊嶋, 1995), 環境階級存在比ER (田中, 1988), 環境階級度ER″ (田下・市村, 1997) およびHI指数 (田下・市村, 1997) を用いた. 重複度はPiankaのα指数 (日本環境動物学会 (編), 1998) を用いた.

平均多様度H′は次式で算出した.

$H'=\Sigma\ (n_i/N)\ \log_2 (n_i/N)$

また, 多様度指数1−λ は次式で算出した.

$\lambda = \Sigma n_i\ (n_i-1)/N(N-1)$

ここで, Nは総個体数, n_iはi番目の種の個体数である.

RI指数は次式により求めた.

$RI=\Sigma R_i/S(M-1)$

ここで, Sは全種数, Mは4である. R_iは, 観察されないとき0, 1–2個体を観察したとき1, 3–9個体を観察したとき2, 10個体以上観察したとき3として計算した.

環境階級存在比ERは次式により求めた.

$ER(X)=(\Sigma X_i T_i I_i)/(\Sigma T_i I_i)$

また, 各階級の指数に重みづけを行うことにより, 一次元化した環境階級度ER″を次式により計算した.

$ER''=((4ER(ps)+3ER(as)+2ER(rs)+ER(us))-10)/30\times 100$

ここで, X_iはi番目の種の各環境段階 (α: 原始段階 (ps), β: 非定住利用段階 (as), γ: 農村・人里段階 (rs), δ: 都市段階 (us))の生息分布度, T_iはi番目の種の総個体数, I_iはi番目の種の指標価である.

また, 人為による土地への攪乱の状況を判別するために, HI指数を下記により算出した.

$HI=\Sigma n_i D_i F_i/(\Sigma 3 n_i D_i)\times 100$

ここで, n_iはi番目の種の個体数, D_iは分布の広さの指数で, (1) 都市 (住宅地), (2) 耕作地, (3) 浅い山地・里山, (4) 深い山地の植栽林・二次林, (5) 極相的環境の5つのうち, すべての環境に生息する種, 4つの環境に生息する種, 3つの環境に生息する種, 1–2の環境に生息する種に, それぞれ, 0, 1, 2, 3の値を与えた. F_iは幼虫期の食性の指数で, 食草の大部分が帰化植物・栽培種や攪乱地への先駆植物である種には0, どちらかというと帰化植物・栽培種・攪乱地への先駆植物を多く食する種には1, どちらかというと上記の植物種以外を多く食する種には2, 食草の大部分が上記植物種以外の種には3の値を与える.

ER″とHIは原始段階の環境から都市化した環境へ100から0の値を示す.

重複度αの計算は, 次式により求めた.

$\alpha=\Sigma(n_{1i}n_{2i})/((\Sigma(n_{1i}/N_1)^2\Sigma\ (n_{2i}/N_2)^2)^{1/2}N_1N_2)$

ここで, N_1, N_2は総個体数であり, n_{1i}, n_{2i}はi番目の種類の個体数である.

さらに, 希少種の生息状況を表すために, 環境省および長野県のレッドデータ該当種 (長野県 (編), 2004) に, 絶滅危惧IA類 (critically endangered) にr_i=5, 絶滅危惧IB類 (endangered) にr_i=4, 絶滅危惧II類 (vulnerable) にr_i=3, 準絶滅危惧種 (near threatened) にr_i=2, 留意種 (noteworthy, 長野県版のみ) にr_i=1の重み付けを行い, 種ごとの個体数の合計値$IR_i=\Sigma(n_i r_i)$ および種の合計値$IR_s=\Sigma r_i$を計算した.

結　果

1. 種数と個体数

各調査地における確認種と個体数を調査地および調査年ごとにTable 2に示す. 2003–2004調査では, 2,810.61個体, 59種が, 1992–1994調査では, 2,877個体, 63種が確認されていることから合計で5,687.53

個体69種が確認された. 種数は, 1992–1994調査と2003–2004調査間で蝶ケ岳地区, 奥又白地区, 明神地区でわずかに減少したが, 松本地区では, 同程度であった. 個体数は, 蝶ケ岳地区, 奥又白地区, 明神地区でほぼ半減した. 松本地区では, 同程度かわずか増加した.

調査地ごとの2003–2004調査における個体数では, 松本Bが1,148個体, 松本Aが673個体と多く, 蝶ケ岳Bが37個体, 蝶ケ岳Aが70個体と少なく, この傾向は, 1992–1994調査と同様であった. また, 種数では, 奥又白, 明神, 松本A, 松本Bで多く, 蝶ケ岳A, 蝶ケ岳B, 松本Cで少なく, この傾向は, 1992–1994調査と同様であった.

確認された種をみると, 全調査区における全調査の合計で, モンキチョウの個体数が多く, 続いてモンシロチョウ, クロツバメシジミ, イチモンジセセリ, ツマキチョウの順であった. また, 1992–1994調査で個体数が多かったツマキチョウは, 2003–2004調査では少なく, 代わりにヒメウラナミジャノメが多かった. 1992–1994調査に対する2003–2004調査の個体数の増減率では, キチョウ, ヒメウラナミジャノメ, コミスジが増加し, ヒメシジミ, タカネヒカゲ, エゾスジグロシロチョウ, ミドリヒョウモン, クモマベニヒカゲが減少した.

広域分布種は, モンキチョウが, 2003–2004調査では, 蝶ケ岳A, 明神以外の5調査地で, イチモンジセセリが, 同じく2003–2004調査では, 蝶ケ岳A, 蝶ケ岳B以外の5調査地で確認された.

2. 多様度指数

多様度指数などの計算結果をTable 3に示す. H'や$1-\lambda$は, 明神や松本Aで高く, 蝶ケ岳A, Bや松本Cで低く, この傾向は, 1992–1994調査と2003–2004調査で同じ傾向であった. 蝶ケ岳A, Bは, H'や$1-\lambda$が増加した. これは, 種数, 個体数とも2003–2004調査の方が減少したが, Fig. 1に示すように種数と個体数が比較的均衡した結果である. また, 逆に, 奥又白, 明神では, H'や$1-\lambda$が減少した. これは, Fig. 1に示すように個体数が突出する種が出現し, 不均衡になったためである. 松本Bは, Fig. 1に示すように種と個体数が1992–1994調査より2003–2004調査で均衡し多様性が高くなった. 松本Cでは, 2003–2004調査で種数が減少し, 多様性が低下している.

種に生息する環境による重み付けを行っている指数で比較すると, 蝶ケ岳A, Bは, 調査年に関わらずERの原始段階を示す指数が著しく高く, 続いて奥又白や明神でも原始段階の指数が高かった. 松本Aでは, 非定住利用段階の指数が高くなり, 松本Cでは, 都市化している環境ではあるが, ミヤマシジミやクロツバメシジミなどの原始段階の要素が強い種が生き残っていることから, 原始段階の指数が高かった. この傾向は, 調査年で変化なかったが, 松本Bでは, ミヤマシジミやクロツバメシジミが数多く記録されるようになったことから, 2003–2004調査の方が, 原始段階の指標が強くなった. これを, ER''でみると, 奥又白, 松本Aで値が下がっており, 原始性を示す種の個体数が減っている. 逆に, 松本B, Cで上がり, 原始性を示す種の個体数が増加している. 2003–2004調査では, 奥又白で特にイチモンジセセリを初めとした移動性をもつ種の個体数が多く確認され, これらの移動性のある種 (日浦, 1973) を計算上で評価しないHI指数でみると奥又白では, ほとんど変化が認められなかった. HI指数では, 蝶ケ岳A, B, 奥又白, 明神で変化がみられなかったが, 松本地区では, 森林化が進んだA地区で低下し, 草原環境を維持しているB, C地区で上がった. 草原性の種 (田中, 1988) の割合は, 森林化の進んだ奥又白, 明神, 松本Aで低下した.

3. 種構成

調査年ごとに確認された種の個体数上位5種についてTable 4に示した. 調査年の間で概ね優占種に大きな変化はみられないが, 明神や奥又白では種の入れ替わりが目立ち, 特に10年間で河川の流路の位置が変わり草原がなくなった明神で大きく入れ替わった. また, 蝶ケ岳Bでは, 1992–1994調査で1位であったクモマベニヒカゲの個体数が激減し, 5位となったほか, 松本Aで, 1992–1994調査で1位であったツマキチョウがランク外となった. 上位5種の個体数の合計は, 標高が低い松本地区3箇所では, 1992–1994調査と2003–2004調査で変動が少なかったが, 標高の高い蝶ケ岳2箇所では, 24–35%と変動した. 各調査地間あるいは調査地の調査年間の種の重複度αをTable 5-1とTable 5-2に示す. 松本の調査地A, B, C間で重複度が高いが, 特に松本BとC間で重複度が高くなってきている. さらに, 奥又白と明神の間で重複度が高くなり種構成が似てきていることがわかる. 蝶ケ岳A, B間では, 重複度は比較的低く, 高山帯では, 若干の環境の相違により種が入れ替わることが示唆される. なお, 奥又白や蝶ケ岳の1992–1994調査の他調査地間との重複度が2003–2004調査と比較して高いのは, 奥又白ではモンキチョウやイチモンジセセリが, 蝶ケ岳Bではモンキチョウが数多く確認されたため, 特に松本

Table 2. Species and the number of individuals[1] observed at each site.

Species	Chogatake A		Chogatake B		Okumatsushiro		Myoujin		Matsumoto A		Matsumoto B		Matsumoto C		Total			
	93–94[2]	03	93–94[2]	03	93–94[2]	03[3]	92–93[2]	03–04[3]	92–93[2]	03–04	92–93[2]	03–04	92–93[2]	03–04	a: 92–4	b: 03–4	b/a (%)	Total
Colias erate			22.00	1.00	52.00	1.75	12.00		189.00	137.00	258.00	375.00	70.00	148.70	603.00	663.45	110	1266.45
Pieris rapae			1.00		1.00		4.00		70	107.00	87.00	171.00	50.00	27.70	213.00	305.70	144	518.70
Tongeia fischeri									3.00		167.00	132.00	151.00		132.00	321.00	243	453.00
Parnara guttata	1.00		1.00		53.00	80.00	13.00	31.00	10.00	9.00	18.00	8.00	36.00	13.00	132.00	141.00	107	273.00
Anthocharis scolymus									118.00	34.00	73.00	31.00	1.00	1.00	192.00	66.00	34	258.00
Lycaeides argyrognomon									8.00	2.00	52.00	102.00	16.00	28.00	76.00	132.00	174	208.00
Ypthima argus									42.00	91.00	3.00	58.00			45.00	149.00	331	194.00
Everes argiades									59.00	26.00	42.00	22.00	9.00	29.00	110.00	77.00	70	187.00
Aglais urticae	11.00	10.00	16.00	4.00	11.00	4.00	68.00	35.00							106.00	53.00	50	159.00
Eurema hecabe								18.00	77.00	8.00	32.00				26.00	109.00	419	135.00
Neope niphonica			1.00	1.00	10.00	12.00	41.00	66.20							52.00	79.20	152	131.20
Minois dryas					1.00				29.00	45.00	12.00	43.00			42.00	88.00	210	130.00
Plebejus argus					108.00	20.83	1.00								109.00	20.83	19	129.83
Pseudozizeeria maha									18.00	5.00	52.00	21.00	19.00	7.00	89.00	33.00	37	122.00
Oeneis norna	92.00	17.00													92.00	17.00	18	109.00
Pieris napi	3.00			6.00	16.00	4.67	66.00	5.00							85.00	15.67	18	100.67
Limenitis glorifica									29.00	30.00	7.00	33.00			36.00	63.00	175	99.00
Celastrina argiolus	1.00				1.00	2.75		3.00	24.00	27.00	7.00	26.00		1.00	33.00	59.75	181	92.75
Erebia niphonica	3.00	1.00	35.00	12.00	37.00	4.00									75.00	17.00	23	92.00
Apatula metis							6.00	37.00	29.00	8.00	5.00	4.00		1.00	40.00	50.00	125	90.00
Argynnis paphia	2.00	3.00	1.00		5.00	4.00	60.00	4.00	4.00	2.00	1.00		2.00		75.00	13.00	17	88.00
Zophoessa callipteris	2.00	4.00	1.00	1.00	3.00	0.67	56.00	14.00							62.00	19.67	32	81.67
Lycaena phlaeas			2.00						14.00	8.00	21.00	12.00	9.00	12.00	46.00	32.00	70	78.00
Erebia ligea	11.00		47.00	2.00	4.00	1.50									62.00	3.50	6	65.50
Colias palaeno	42.00	16.00	1.00	5.00											43.090	21.00	49	64.00
Papilio machaon	8.00	8.00					6.00		6.00	6.00	8.00	8.00	4.00	7.00	32.00	29.00	91	61.00
Neptis sappho									12.00	32.00	1.00	11.00			13.00	43.00	331	56.00
Lethe diana					4.00	6.00	17.00	25.00							21.00	31.00	148	52.00
Thoressa varia				1.00		2.00	22.00	19.00							22.00	22.00	100	44.00
Cynthia caudui					8.00	2.00	1.00		5.00		5.00	3.00	1.00	8.00	20.00	13.00	65	33.00
Polygonia c-aureum									11.00	6.00	3.00	7.00	3.00	3.00	17.00	16.00	94	33.00
Pieris melete									7.00	9.00	4.00	8.00			11.00	17.00	155	28.00
Speyeria aglaja			1.00		2.00	2.92	17.00								2.00	2.92	15	22.92
Parantica sita	2.00	6.00	1.00		3.00	2.00		2.00							6.00	10.00	167	16.00

Lasiommata deidamia					4.00	0.75	10.00	1.00							14.00	1.75	13	15.75
Nymphalis xanthomelas		1.00			4.00	2.00		2.20	1.00	1.00		2.00		1.00	5.00	9.20	184	14.20
Inachis io		1.00	3.00	1.00			1.00	1.00	3.00		2.00		2.00		11.00	3.00	27	14.00
Nymphalis antiopa		1.00				7.00	3.00	3.00							3.00	11.00	367	14.00
Nymphalis vaualbum	3.00				11.00										14.00		0	14.00
Anthocharis cardamines					4.00	6.00	2.00								6.00	6.00	100	12.00
Pelopidas mathias										1.00			10.00		10.00	1.00	10	11.00
Polygonia c-album							10.00	1.00							10.00	1.00	10	11.00
Vanessa indica	2.00				8.00		1.00								11.00		0	11.00
Papilio maackii	1.00	2.00		1.00	2.00	0.75		3.00		1.00					3.00	7.75	258	10.75
Polytremis pellucida							6.00			2.00				1.00	6.00	3.00	50	9.00
Papilio xuthus									2.00		2.00	1.00	1.00	2.00	5.00	3.00	60	8.00
Leptidia amurensis									6.00		1.00				7.00		0	7.00
Limenitis populi					1.00		3.00	3.00							4.00	3.00	75	7.00
Araschnia burejana								6.80								6.80	–	6.80
Papilio bianor				1.00				2.00	1.00		1.00		1.00		3.00	3.00	100	6.00
Mycalesis gotama									3.00	1.00		1.00			3.00	2.00	67	5.00
Rapala arata									5.00						5.00		0	5.00
Hestina persimilis									2.00	1.00		1.00			2.00	2.00	100	4.00
Brenthis ino					2.00		2.00								4.00		0	4.00
Fabriciana adippe					2.00		2.00								4.00		0	4.00
Libythea celtis							1.00			1.00				1.00	1.00	2.00	200	3.00
Gonepterix aspasia							1.00	2.00							1.00	2.00	200	3.00
Carterocephalus palaemon				1.00	1.00										1.00	1.00	100	2.00
Fixsenia w-album								2.00								2.00	–	2.00
Artopoetes pryeri							1.00	1.00							1.00	1.00	100	2.00
Lycaeides subsolanus					2.00										2.00		0	2.00
Lethe sicelis						0.75		1.00								1.75	–	1.75
Limenitis camilla						1.67										1.67	–	1.67
Kaniska canace					1.00										1.00		0	1.00
Fixsenia mera						1.00									1.00		0	1.00
Argyronome ruslana										1.00						1.00	–	1.00
Lampides boeticus									1.00						1.00		0	1.00
Parnassius citrinarius											1.00					1.00	–	1.00
Total number of individuals	184.00	70.00	133.00	37.00	361.00	170.00	434.00	270.20	726.00	673.00	673.00	1148.00	366.00	442.33	2877.00	2810.61	98	5687.53
Total number of species	15	12	14	13	29	23	29	24	29	28	24	25	17	18	63	59	94	69

[1] Correct value of the number of individuals per 30 minutes.
[2] Based on Tashita *et al.* (1997)
[3] Based on Tashita *et al.* (2006)

Table 3. Comparison of various index about species diversity at each study site in 1992–1994 (upper value) and 2003–2004 (lower value).

Study site	Year	A	B	H′	$1-\lambda$	RI	C	D	ER				ER″	HI
									ps	as	rs	us		
Chogatake A	93–94[2]	15	91.0	2.37	0.691	0.600	94.0	1.6	9.55	0.37	0.07	0.02	98.2	98.6
	03	12	35.0	2.97	0.853	0.611	75.7	8.6	8.51	1.25	0.20	0.03	94.1	96.9
Chogatake B	93–94[2]	14	66.5	2.44	0.769	0.548	97.0	1.5	8.60	1.21	0.15	0.04	94.6	98.6
	03	13	18.5	3.04	0.853	0.462	86.5	0.0	8.04	1.59	0.37	0.01	92.2	100.0
Okumatashiro	93–94[2]	29	180.5	3.47	0.853	0.632	87.5	17.7	7.03	2.31	0.48	0.18	87.3	99.2
	03[3]	23	85.0	3.03	0.755	0.551	75.5	49.4	5.96	2.81	0.79	0.44	81.0	98.3
Myoujin	92–93[2]	29	217.0	3.75	0.901	0.678	48.8	3.2	5.83	3.66	0.46	0.04	84.2	98.4
	03–04[3]	24	135.1	3.47	0.876	0.639	27.0	12.2	6.04	3.28	0.60	0.09	84.2	99.3
Matsumoto A	92–93[2]	29	363.0	3.70	0.879	0.782	75.3	7.2	2.44	3.86	3.01	0.69	60.2	62.8
	03–04	28	336.5	3.59	0.888	0.667	58.1	13.7	1.92	4.03	3.24	0.81	56.8	47.2
Matsumoto B	92–93[2]	24	336.5	3.09	0.807	0.708	94.2	12.3	3.08	2.68	3.30	0.94	59.7	51.7
	03–04	25	574.0	3.25	0.835	0.787	84.5	5.6	3.18	3.10	3.03	0.69	62.5	58.3
Matsumoto C	92–93[2]	17	183.0	2.83	0.800	0.686	98.9	18.0	3.66	2.62	2.96	0.76	63.9	58.5
	03–04	18	221.2	2.61	0.757	0.667	98.7	6.3	4.06	2.70	2.64	0.60	67.4	74.9

A: Total number of species.
B: Total number of daily individuals per 500 m.
C: The ratio of individuals living in grassland against the total number (%).
D: The ratio of individuals with migration against the total number (%).
[1] Based on Tashita *et al.* (1997).
[2] Based on Tashita *et al.* (2006).

地区との群集に類似したことによる.

調査年間では, 松本の3箇所および蝶ケ岳Aは, 重複度が高く種の入れ替わりがわずかであった. 逆に, 明神, 奥又白, 蝶ケ岳Bは低く, 種が入れ替わってきている.

4. 希少種の生息状況

環境省および長野県によるレッドデータに該当する種は, 1992–1994調査では13種が, 2003–2004調査では11種が確認された. 一番多かったのは, 奥又白の1992–1994調査で, 8種が確認されている. 個体数が著しく増加したのは, 松本B, Cの維持管理された草原や護岸に生息しているクロツバメシジミとミヤマシジミである. また, 松本A, Bで確認されていたヒメシロチョウと, 奥又白で確認されていたアサマシジミが確認できなかった. タカネヒカゲやクモマベニヒカゲ, ベニヒカゲ, ミヤマモンキチョウをはじめとして全体的に確認される個体数は少なかった. Table 6の下段には, 希少種の個体数に基づいて計算したIR_iと種のみを合計したIR_sの計算結果を示した. 蝶ケ岳A, B, 奥又白, 明神では, 確認される個体数が希少種に限らず少なかったことからIR_iは減少した. 松本Aは全体の個体数は変化が少なかった割にIR_iは減少した. 松本B, CはIR_iは増加した. IR_sでは, 奥又白で減少が顕著であったが, 他地区では, わずかに減少する程度であった.

考　察

1. 10年間でのチョウ群集の変化

1-1. 高山帯から亜高山帯にかけての原生的な自然保全地区

調査地の蝶ケ岳A, B, 奥又白, 明神地区は, 国立公園特別保護地区に指定され, 原生的な自然が残り, この10年間人為的な攪乱が働いていない環境である. 高山帯では, 種数, 個体数ともに少なく, 種多様性は低い. 田下ら (1997) は, 種多様性は, 蝶ケ岳の稜線と都市化の進んだ松本Cで低いことから, 風雪や人為による強い環境への攪乱が種多様性の減少に影響していることを推定した. 高山帯では, もともと種数が少なくタカネヒカゲなどの特定の種の個体数が突出する傾向があるため, 種と個体数のバランスが崩れH′や$1-\lambda$などの指数は低くくなる傾向がある. しかし, 2003–2004調査では, 個体数が半減し
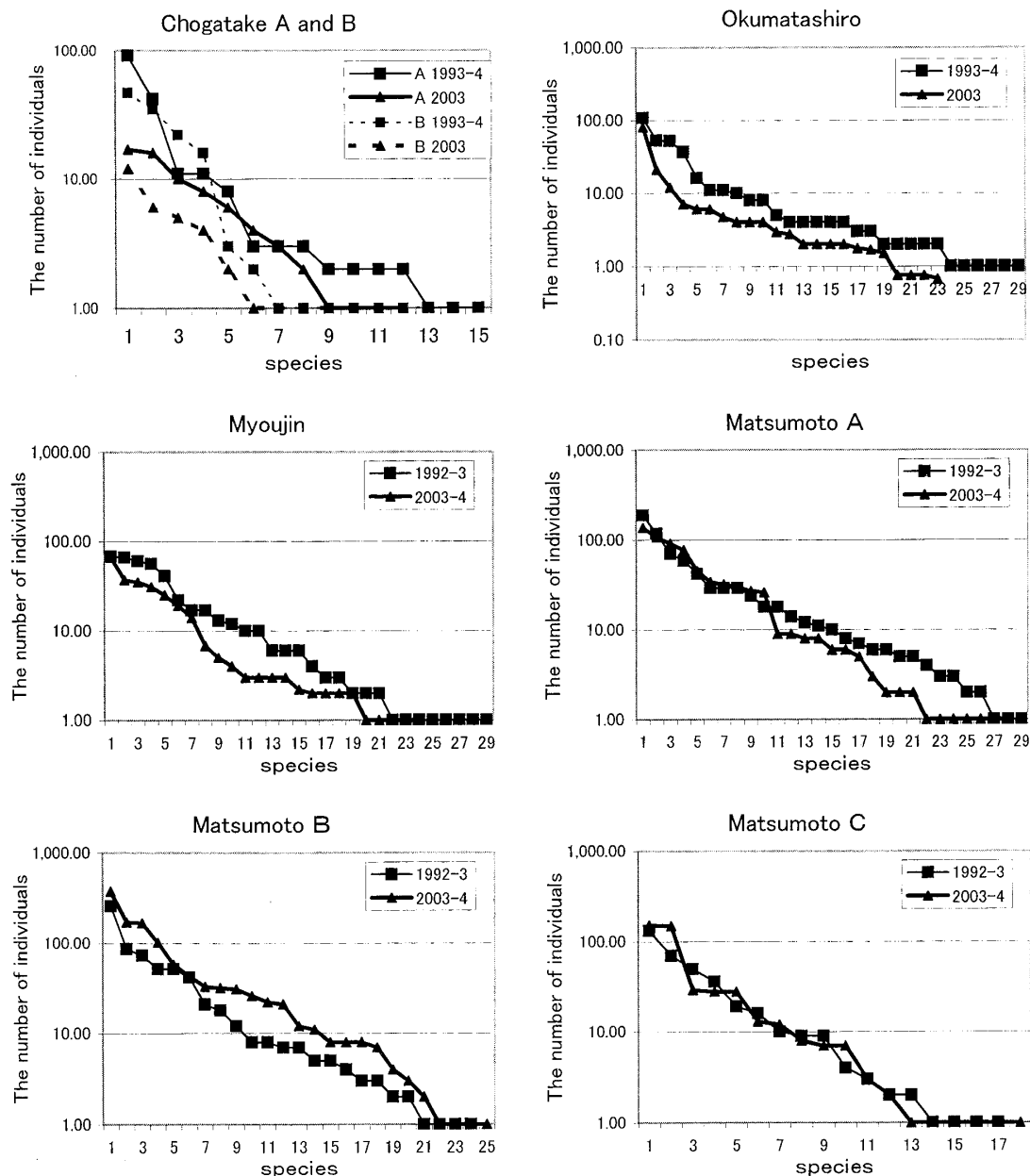
Fig. 1. Curve of individuals against species.

個体数が突出した種がいなくなり，種と個体数のバランスがよくなったため，見かけ上，H′や1-λなどの指数は上昇した．

今回の調査では，個体数の変動は，平地である松本地区よりも高標高地で著しく，1992-1994調査から半減した．さらに，奥又白や明神では，イチモンジセセリなど低地で羽化し，飛来する種が多数混入した．

奥又白や明神では、草原性の種が森林性の種に入れ替わる傾向がみられた．また，H′や1-λの値は減少した．巣瀬 (1993) は，ブナの原生林では，特にチョウの種数が減少することを指摘している．一般的に亜高山帯の原生林では，見かけるチョウは少なく種多様性は低い．このことから，奥又白や明神は，河川の流水による攪乱が減少し安定化してきた結果と考えられる．

種に環境による重み付けをしたERや特に移動性のある種を評価していないHI指数は，蝶ケ岳A, B, 奥又白，明神で大きな変化はみられず，これらの地域は原生的な環境として安定しているものと思われ

Table 4. Comparison of the species of the first–fifth number of individuals at each study site.

Study site	year	1	2	3	4	5	a / a′	a/a′ (%)	b	c (%)	d (%)
Matsumoto A	1992–1993[1]	*C. erate* 94.5	*A. scolymus* 59.0	*A. rapae* 35.0	*E. argiades* 29.5	*Y. argus* 21.0	239.0	96	363.0	65.8	60
	2003–2004	*C. erate* 68.5	*A. rapae* 53.5	*Y. argus* 45.5	*E. hecabe* 38.5	*M. dryas* 22.5	228.5		336.5	67.9	
Matsumoto B	1992–1993[1]	*C. erate* 129.0	*A. rapae* 43.5	*A. scolymus* 36.5	*P. maha* 26.0	*L. argyrogromon* 26.0	261.0	167	336.5	77.6	60
	2003–2004	*C. erate* 187.5	*A. rapae* 85.5	*T. fischeri* 83.5	*L. argyrogromon* 51.0	*Y. argus* 29.0	436.5		574.0	76.0	
Matsumoto C	1992–1993[1]	*T. fischeri* 66.0	*C. erate* 35.0	*A. rapae* 25.0	*P. guttata* 18.0	*P. maha* 9.5	153.5	125	183.0	83.9	60
	2003–2004	*T. fischeri* 75.5	*C. erate* 74.4	*E. argiades* 14.5	*L. argyrogromon* 14.0	*A. rapae* 13.9	192.2		221.2	86.9	
Myoujin	1992–1993[1]	*A. urticae* 34.0	*A. napi* 33.0	*A. paphia* 30.0	*Z. callipteris* 28.0	*N. niphonica* 20.5	145.5	65	217.0	67.1	40
	2003–2004[2]	*N. niphonica* 31.1	*A. metis* 18.5	*A. urticae* 17.5	*P. guttata* 15.5	*L. diana* 12.5	95.1		135.1	70.4	
Okuma-tsushiro	1993–1994[1]	*P. argus* 54.0	*P. guttata* 26.5	*C. erate* 26.0	*E. niphonica* 18.5	*A. napi* 8.0	133.0	47	180.5	73.7	40
	2003[2]	*P. guttata* 40.0	*P. argus* 10.4	*N. niphonica* 6.0	*N. antiopa* 3.5	*A. cardamines* 3.0	62.9		85.0	74.0	
Chogatake A	1993–1994[1]	*O. norna* 46.0	*C. palaeno* 21.0	*A. urticae* 5.5	*E. ligea* 5.5	*P. machaon* 4.0	82.0	35	92.0	89.1	80
	2003	*O. norna* 8.5	*C. palaeno* 8.0	*A. urticae* 5.0	*P. machaon* 4.0	*P. sita* 3.0	28.5		35.0	81.4	
Chogatake B	1993–1994[1]	*E. ligea* 23.5	*E. niphonica* 17.5	*A. urticae* 13.5	*C. erate* 5.5	*I. io* 1.5	61.5	24	66.5	92.5	60
	2003	*E. niphonica* 6.0	*A. napi* 3.0	*C. palaeno* 2.5	*A. urticae* 2.0	*E. ligea* 1.0	14.5		18.5	78.4	

a: Total number of the individuals of the first–fifth species per 500 m (1992–1994).
a′: Total number of the individuals of the first–fifth species per 500 m (2003–2004).
b: Total number of the individuals of all species per 500 m.
c: Average ratio of the emergence of the first–fifth species ((a/b) × 100).
d: Overlap ratio of the first–fifth species.
[1] Based on Tashita *et al.* (1997).
[2] Based on Tashita *et al.* (2006).

る.

なお, レッドデータ該当種で奥又白において1992–1994調査で確認されたアサマシジミが確認できなかった. もともと1992–1994調査で確認できた個体数が少なかったことから, 今後, 周辺部で確認できるものと思われる.

1-2　人為的な維持管理が行われている里山地区

松本Aは, この10年間維持管理が行われず, 主にニセアカシアなどの帰化植物による森林化が進んでいる. H′や1−λの値は, ほとんど変化なかったが, ERやHIの値は低下し, 原始的な要素が減少した. また, 堤防法面の草刈りが定期的に行われている松本B, Cは, H′や1−λの値は, ほとんど変化なかったが, ERやHIの値がやや上昇した. これは, 周辺部で開発が進み帰化植物が多い松本Aのように, 森林化によりかえってERやHI指数が低下し, 草原環境に原始的な要素を含む貴重な種が多いものと考えられる. 現在, 環境省や長野県レッドデータブックに記載され, 減少が著しい種は, クロシジミ *Niphanda fusca* (Bremer & Grey, 1852) (蛭川, 1989), オオルリシジミ *Shijimiaeoides divinus barine* (Leech, 1893) (丸山, 2005; 村田・野原, 2005; 西尾, 2005), チャマダラセセリ *Pyrgus maculatus maculates* (Bremer & Grey, 1853) (田下, 1987, 1988, 1989), ミヤマシジミ (清, 1988), ツマグロキチョウ *Eurema laeta betheseba*

Table 5-1. Overlap ratio (α) of the butterfly community between each study site in 1992–1994 (upper value) and 2003–2004 (lower value).

Study site	Year	Matsu-moto A	Matsu-moto B	Matsu-moto C	Myoujin	Oku-matashiro	Choga-take A
Matsumoto B	92–93[1]	0.919					
	03–04	**0.795**					
Matsumoto C	92–93[1]	0.442	0.525				
	03–04	**0.504**	**0.878**				
Myoujin	92–93[1]	0.088	0.093	0.073			
	03–04[2]	**0.031**	**0.011**	**0.021**			
Okumatashiro	93–94[1]	0.297	0.352	0.245	0.187		
	03[2]	**0.054**	**0.035**	**0.071**	**0.452**		
Chogatake A	93–94[1]	0.003	0.003	0.004	0.087	0.032	
	03	**0.009**	**0.005**	**0.009**	**0.165**	**0.034**	
Chogatake B	93–94[1]	0.260	0.304	0.155	0.171	0.319	0.127
	03	**0.040**	**0.053**	**0.044**	**0.187**	**0.087**	**0.327**

[1] Based on Tashita *et al.* (1997).
[2] Based on Tashita *et al.* (2006).

Table 5-2. Overlap ratio (α) between 1992–1994 and 2003–2004.

Site	α
Matsumoto A	0.836
Matsumoto B	0.889
Matsumoto C	0.923
Myoujin	0.598
Okumatashiro	0.599
Chogatake A	0.851
Chogatake B	0.617

(Janson, 1878) (田下, 1990) などがあり, 大部分の種は, 人為的に維持されてきたかや場や河川敷などの草原や荒地に生息する種である. なお, 奥又白や明神のように自然環境が保全されている地域では, 草原的な環境が森林的な環境に移行しても, ERやHI指数でみるように原始性の要素は減少しなかった.

1992–1994調査で確認されたヒメシロチョウは, 松本A, Bともに確認できなかった. これは, ヒメシロチョウの幼虫の食草は, 堤防の法面には見られず, おそらく堤内地の水田の畔や水路沿いの草地に生えており, こうした草地が失われたことによるものと考えられる.

2. チョウ類群集による環境評価の課題

高山帯は生息種数が少なく, 総個体数の変動が大きい. 逆に, 平地は生息種数が多く, 個々の種の個体数が変動しても, 総個体数の変動は比較的少ない. これは, 高山帯では, 個体数が多いタカネヒカゲの個体数が年次的な変動で減少すると, その個体数を補う種が出現する可能性が低いが, 逆に種数が多い低地では, 松本におけるツマキチョウのように個体数が激減する種が現れても, 減少した個体数を補う種が出現する可能性が高いことによるものと思われる. 吉田 (2004) は, チョウにおける個体数の年次変動は無視できず, 単年調査の危険性をわきまえたうえで議論する必要があるとし, また, 巣瀬 (1996, 2005) や頭山・中越 (2004) は, 個体数の影響を受ける多様度指数の課題を論じている. 今回の調査においても蝶ケ岳A, Bで種数, 個体数がともに減少したのに反してH'や$1-\lambda$などの多様度指数が見かけのうえで上昇した. 希少種についても個体数の年次変動はあるものと考えられることから, 個体数を加味したIR_iのような指標は, 調査を継続したうえで評価するのが妥当であろう. その点で, ERやHIのように個体数の変動に影響を受けにくい指標による評価は効果的であると思われる. 評価の表し方としてFig. 2に示すよう$1-\lambda$とER''やHIのような種の重み付けを考慮した指数としない指数の2次元で表示する方法が考えられる.

過去の文献には「○地区にはたくさんの個体が見られる」とする表現が多く見受けられるが, 箇所の特定さえできず, 現在の状況と比較検討がむづかしいことが多い. 定量的な調査は, 多くの労力を必要とすることから, 毎年継続して多くの定点で観測することは困難であり, 定性的な記録もできるかぎり後年の比較に耐え得るような形で記録する必要があろう.

3. 今後の環境管理のあり方

今回の調査では, 堤防の草刈り等の維持管理が行われた松本B, Cで希少種の個体数が増加し, 良好な環境が保たれた. 減少している種の多くは, かや場などの草原や薪炭林などの林齢の若い林, 堤防の法面の草地などに依存して生息している. 現在では, かや場や薪炭林の必要性が薄れてきており, 堤防の草地が種の保全の場として重要な位置を占めつつある. Kitahara and Fujii (1994) やSpitzer *et al.* (1997) は, 人為等による攪乱が希少種の保全や種の多様性に結びつくことを報告している. 河川の護岸

Table 6. Species and the number of individuals1) observed at each site.

Species	Rarity		Chogatake				Okumatsushiro		Myoujin		Matsumoto						Total		
	Red data index[2]		A		B						A		B		C				
	nation[3]	Nagano[4]	93–4[5]	03	93–4[5]	03	93–4[5]	03[6]	92–3[5]	03–4[6]	92–3[5]	03–4	92–3[5]	03–4	92–3[5]	03–4	92–4[5]	03–4	total
Tongeia fischeri	2 (nr thr)	1 (note)										3.00		167.00	132.00	151.00	132.00	321.00	453.00
Lycaeides argyrognomon	3 (vul)	2 (nr thr)									8.00	2.00	52.00	102.00	16.00	28.00	76.00	132.00	208.00
Aglais urticae	0	2 (nr thr)	11.00	10.00	16.00	4.00	11.00	4.00	68.00	35.00							106.00	53.00	159.00
Plebejus argus	2 (nr thr)	1 (note)					108.00	20.83	1.00								109.00	20.83	129.83
Oeneis norna	3 (vul)	2 (nr thr)	92.00	17.00													92.00	17.00	109.00
Erebia niphonica	2 (nr thr)	1 (note)	3.00	1.00	35.00	12.00	37.00	4.00									75.00	17.00	92.00
Erebia ligea	2 (nr thr)	1 (note)	11.00		47.00	2.00	4.00	1.50									62.00	3.50	65.50
Colias palaeno	2 (nr thr)	2 (nr thr)	42.00	16.00	1.00	5.00											43.00	21.00	64.00
Anthocharis cardamines	2 (nr thr)	2 (nr thr)					4.00	6.00	2.00								6.00	6.00	12.00
Leptidia amurensis	3 (vul)	2 (nr thr)									6.00		1.00				7.00		7.00
Limenitis populi	3 (vul)	2 (nr thr)					1.00		3.00	3.00							4.00	3.00	7.00
Carterocephalus palaemon	2 (nr thr)	2 (nr thr)				1.00	1.00										1.00	1.00	2.00
Lycaeides subsolanus	3 (vul)	2 (nr thr)					2.00										2.00		2.00
The number of species			5	4	4	5	8	5	4	2	2	2	2	2	2	2	13	11	13
Index of rarity — Index of individuals (IR_i) On the number of	Based on nation[3]		388	85	166	40	317	65	15	9	42	12	159	640	312	386	1,399	1,237	2,536
	Based on Nagano[4]		304	87	116	34	187	46	147	76	28	7	106	371	164	207	1,052	828	1,880
On the number of species (IR_s)	Based on nation[3]		9	7	6	8	16	8	7	3	6	5	6	5	5	5	29	23	
	Based on Nagano[4]		8	7	6	8	13	7	7	4	4	3	4	3	3	3	22	18	

[1] Correct value of the number of individuals per 30 minutes.
[2] 0: common; 1: noteworthy; 2: near threatened; 3: vulnerable.
[3] Red data by the Ministry of the Environment.
[4] Red data by Nagano Prefecture.
[5] Based on Tashita *et al.* (1997).
[6] Based on Tashita *et al.* (2006).
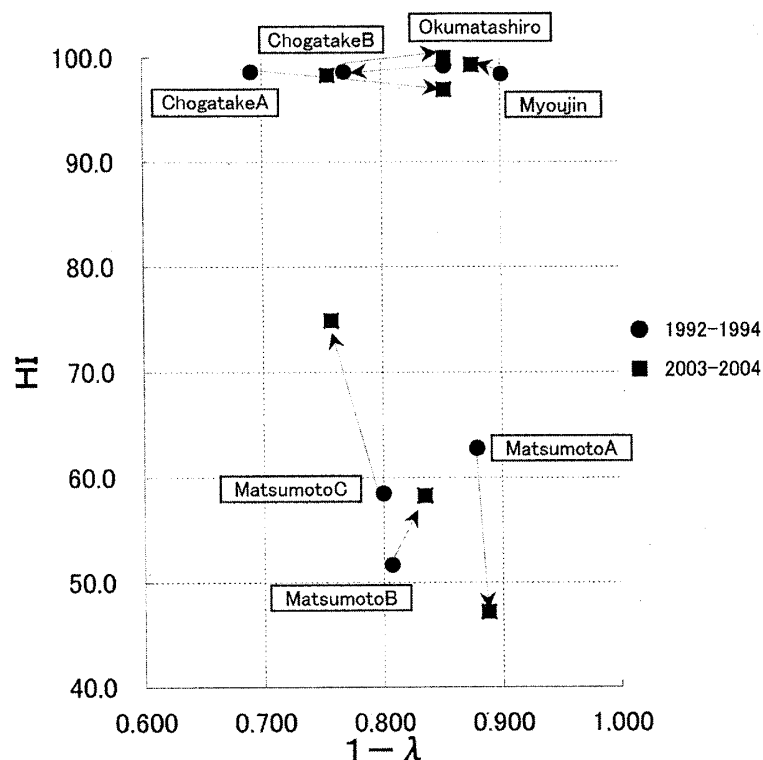
Fig. 2. Yearly changes on 1−λ and HI-index.

工法はヤナギ等の木本類による近自然工法 (Begemann and Schiechtl, 1997; 桜井, 1991 など) とともに, チョウ類の保全の面からは, 撹乱した箇所を残す工法の採用が必要である (リバーフロント整備センター (編), 1992; 田下, 1996; Tashita and Ichimura, 1996; 田下ら, 2006). さらに, 堤防の法面は, 在来植物による緑化が望ましいが, 技術面や流通面でいくつかの課題が指摘されており (中野, 2005; 冨田ら, 2003), 今後は, 外来牧草で緑化した草地から在来植物への植生の移行方法を検討する必要があろう.

草原的な環境に生息する種の保全には, 草刈りなどの維持管理が不可欠である. このためには, 多くの労力を必要とする. 現在では, 日本チョウ類保全ネットワークによる活動 (日本チョウ類保全ネットワーク (編), 2005) や地域住民によるオオルリシジミの増殖活動 (東御市 (編), 2004; 丸山, 2005), 住民によるビオトープづくり (塩原, 1996) などのボランティア活動が行われ始めており, 今後, 知識の普及とともに活動の拡大が望まれる.

また, 高山帯や亜高山帯は、昆虫類について定量的なモニタリング記録が少ないうえ, 人為的な影響を受けていない環境であり, 温暖化の影響 (環境省 (編), 1997; 田下, 2002 など) を知るうえでも重要な地域と考えられる. 継続したモニタリング調査のシステムづくりが望まれる.

摘　要

筆者らは, 2003年6月から2004年5月にかけて信濃川水系犀川流域の標高2,600 mから600 mにかけての7箇所 (奥又白地区と明神地区は田下ら (2006) 参照) において, ラインセンサス法によりチョウの種と個体数を数えるモニタリング調査を実施し, 1992年7月から1994年9月の調査結果 (田下・市村, 1997) と比較した.

その結果, 全調査区の合計で69種, 5,687.53個体が確認された. 1992–1994調査と2003–2004調査では, 種数の変化はわずかであったが, 個体数は, 蝶ケ岳A, B, 奥又白, 明神で半減した. 松本A, B, Cでは, 同程度であった. H′や1−λの値は, 個体数の変動の影響を受けて変動したが, ERやHIは, 高山帯の蝶ケ岳から亜高山帯の明神で変化は認められなかった. 奥又白と明神は, 森林化により, ERやHIの値は

原始段階を示したが, 種多様性は減少する傾向が見られた. 平地の松本Aは, 帰化植物による森林化が進み, ERやHIの値は原始性の要素が低下し, 種多様性も減少した. また, 松本B, Cは, 草地の維持管理が行われ, 稀少な種が保全されたことから, ERやHIの値の原始性の要素が向上した.

これらから, 平地の草原に多くの貴重な種が生息し, 草原を維持することの大切さが認識された.

特に高山帯や亜高山帯で調査年により個体数の変動が大きく, 1-λなどの種多様性の指標に影響がでることから, チョウ群集を評価する際には, 個体数の影響を受けにくくするために, 種に環境の重み付けをしたERやHIと合わせて評価するのが妥当と考えられた.

謝　辞

今回の調査の機会を与えていただいた環境省, 長野県に, また, 調査にご協力いただいた長野県環境保全研究所の須賀丈氏, 松本むしの会 (松本市) の横山裕之氏, 日本昆虫協会長野支部の小林久夫氏ほか会員の各氏に深く感謝する次第である.

本研究は, 環中部許第040408003号, 長野県教育委員会指令15教文第14-10号などの許可を得て実施した. また, 1992-1994年の調査は, 河川整備基金の助成を受けて実施した.

引用文献

有本 実・中村寛志, 2003. 大泉川流域のチョウ類群集のトランセクト調査による里山環境の評価. 環境科学年報 信州大学農学部紀要 **25**: 65-72.
Begemann, W. and H. M. Schiechtl, 1997. 高橋裕 (訳), 1997. 工学的生物学の実践. 244 pp. 彰国社, 東京.
浜 栄一, 1989. 長野県駒ヶ根市太田切川におけるクロツバメシジミの衰亡. 浜 栄一・石井 実・柴谷篤弘 (編), 日本産蝶類の衰亡と保護第1集. やどりが (特別号): 100-105.
蛭川憲男, 1989. 長野県木曽郡における環境変化とクロシジミの個体数の変動. 浜 栄一・石井実・柴谷篤弘 (編), 日本産蝶類の衰亡と保護第1集. やどりが (特別号): 83-87.
日浦 勇, 1973. 海をわたる蝶. 200 pp, 蒼樹書房, 東京.
井原道夫・枝恵太郎・四方圭一郎・神保宇嗣・神保一義・須賀丈・田下昌志・中島秀雄・中村寛志・平野長男・柳田慶浩, 2001. 昆虫類 (蛾類). 生態系多様性地域調査 (乗鞍岳地域) 報告書: 21-81.
今井長兵衛・夏原由博・田中真一, 1996. 大阪湾岸のエコロジー緑化地域におけるチョウ類群集とトランセクト調査の精度. 環動昆 **8**: 182-190.
石井 実・広渡俊哉・藤原新也, 1995. 「三草山ゼフィルスの森」のチョウ類群集の多様性. 環動昆 **7**: 134-146.
石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎, 1991. 大阪府内の都市公園におけるチョウ群集の多様性. 環動昆 **3**: 183-195.
環境庁 (編), 1997. 平成9年版環境白書—地球温暖化防止のための新たな対応と責任—概要版. 12 pp.
Kitahara, M. and K. Fujii, 1994. Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance. *Res. Popul. Ecol.* **36**: 187-199.
木元新作・武田博清, 1989. 群集生態学入門: 123-140. 共立出版, 東京.
丸山 潔, 2005. 安曇野のオオルリシジミを守る. 環動昆 **16**: 137-138.
森本尚武, 2005. 「自然との共生」—信州の虫たちから—. 環動昆 **16**: 95-100.
村田浩平・野原啓吾, 2005). オオルリシジミをとりまく昆虫およびクモの種構成と草原環境. Jpn. J. Ent. (N. S.) **8**: 79-90.
中村寛志・豊嶋 弘, 1995. チョウの分布からみた環境評価. RI指数を利用した香川県の例について. 環動昆 **7**: 1-12.
中村寛志・有本 実・須賀 丈, 2003. 南アルプス北岳におけるチョウ類群集の定量的モニタリングについて. 信州大学山岳科学総合研究所年報 **1**: 136-137.
中野裕司, 2005. 移入種使用制限と法面緑化工の諸課題. 緑化工技術 **26**: 26-50.
長野県 (編), 2002. 長野県版レッドデータブック 維管束植物編. 297 pp.
——— (編), 2004. 長野県版レッドデータブック 動物編. 322 pp.
長野市 (編), 2003. 大切にしたい長野市の自然. 305 pp.
Natuhara, Y., Imai, C., Ishii, M., Sakuratani, Y. and S. Tanaka, 1996. Reliability of transect-count method for monitoring butterfly communities. *Jap. J. environ. Ent. Zool.* **8** (1): 13-22.

日本チョウ類保全ネットワーク (編), 2005. チョウ類保全ネットワーク *News* (2).
日本環境動物学会 (編), 1998. チョウの調べ方. 289 pp. 文教出版, 大阪.
西尾規孝, 2005. 長野県東御市における放蝶されたオオルリシジミの生態. やどりが (205): 2–6.
リバーフロント整備センター (編), 1992. まちと水辺に豊かな自然をII. 185 pp. 山海堂, 東京.
桜井善雄, 1991. 水辺の環境学. 222 pp. 新日本出版社, 東京.
清　邦彦, 1988. 富士山にすめなかった蝶たち. 180 pp. 築地書館, 東京.
———, 1996*a*. 富士山麓の草原における蝶類群集の変化　第1報. 駿河の昆虫 (173): 4863–4880.
———, 1996*b*. 富士山麓の草原における蝶類群集の変化　第2報. 駿河の昆虫 (176): 4941–4950.
信州大学山岳科学総合研究所 (編), 2003. 山と里を活かす: 80–95. 信濃毎日新聞社.
塩原明彦, 1996. 中山ビオトープ蝶の里づくり. ビオトープ通信 **10**: 7–8.
Spitzer, K., Jaros, J., Havelka, J. and J. Leps, 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communitied of an indochinese montane rainforest. *Conserv. Biol.* **80**: 9–15.
須賀　丈, 2005. ハナバチ類の生息環境としての長野県の里山. 環動昆 **16**: 101–106.
巣瀬　司, 1993. 蝶類群集研究の一方法. 矢田　脩・上田恭一郎 (編), 日本産蝶類の衰亡と保護2. やどりが (特別号): 83–90.
———, 1996. トランセクト調査による環境評価. 昆虫と自然 **31** (14): 9–12.
———, 2005. 見沼たんぼにおける年間の蝶相の変化. 日本鱗翅学会第52回大会講演要旨集: 16.
田中　蕃, 1988. 蝶による環境評価の一方法. 三枝豊平・矢田　脩・上田恭一郎 (編), 蝶類学の最近の進歩: 白水隆名誉会長記念論文集. 日本鱗翅学会特別報告 (6): 527–566
田下昌志, 1987. チャマダラセセリ (春型) の産卵環境と卵寄生蜂について. まつむし (73): 1–6.
———, 1988. チャマダラセセリ夏型の産卵環境と減少原因追及のための1資料. まつむし (76): 1–9.
———, 1989. 二次遷移に伴うチャマダラセセリ個体数の減少. 蝶と蛾 **40**: 85–92.
———, 1990. 遷移初期の環境に生きる—ツマグロキチョウ. 水辺環境 **5**: 1–3.
———, 1996. 河川護岸工法とチョウ類群集の多様性. 田中　蕃・有田　豊 (編), 日本産蝶類の衰亡と保護第4集. やどりが (特別号): 119–139.
———, 2002. 温暖化と長野県のチョウの分布. みどりの声, 長野県自然保護研究所ニューズレター (20): 4–5.
Tashita, M. and T. Ichimura, 1996. Diversity of butterfly communities according to the embankment works in the Saigawa River. *In* Ae, S. A, Hirowatari, T., Ishii, M. and L. P. Brower (Eds), Decline and conservation of butterflies in Japan III. Proceedings in International Symposium on Butterfly Conservation, Osaka, Japan, 1994. *Yadoriga* (Spec. Issue): 194–197.
田下昌志・市村敏文, 1997. 標高の変化とチョウ群集による環境評価. 環動昆 **8**: 73–88.
田下昌志・丸山　潔・中村寛志・小林久夫, 2006. 長野県上高地地区におけるチョウ類群集を用いた治水工法の評価の試み. 環動昆 **16**: 157–166.
田下昌志・中村寛志・丸山　潔・福本匡志, 2005. 住民の参加によるチョウ群集のモニタリング. 環動昆 **16**: 9–16.
田下昌志・西尾規孝・丸山　潔, 1998. 長野県産チョウ類動態図鑑. 291 pp. 文一総合出版, 東京.
冨田陽子・南雲賢一・宮野　貴・中田　慎, 2003. 砂防における緑化工の植物種等に関する実態調査. 新砂防 **56** (3): 57–61.
東御市 (編), 2004. 特集オオルリシジミを守る. 市報とうみ 8月(4): 2–17.
山本道也, 1988. 蝶類群集の研究法. 三枝豊平・矢田　脩・上田恭一郎 (編), 蝶類学の最近の進歩: 白水隆名誉会長記念論文集. 日本鱗翅学会特別報告 (6): 191–210.
吉田宗弘, 2004. チョウ類群集による都市環境評価のこころみ. 環動昆 **15**: 179–187.
頭山昌郁・中越信和, 2004. 種多様性の評価における二, 三の問題点. 環動昆 **15**: 31–48.

Summary

Butterfly assemblage was monitored at seven sites (Chogatake A, B, Okumatashiro, Myoujin, Matsumoto A, B, C) along the Saigawa River, Nagano Prefecture, in 1992–1994 (Tashita *et al.*) and 2003–2004. The number of species was 69 and number of individuals was 5687.53 in total through all study sites. The number of species shows less change between 1992–1994 and 2003–2004, but the number of individuals shows large changes especially at high-altitude sites (Chogatake A, B, Okumatashiro and Myoujin). Shannon's H′ and Simpson's $1-\lambda$ changed by the influence of the number of individuals. ER, ER″ and HI-index was almost unchanged at each site of Chogatake A, B, Okumatashiro and Myoujin. The vegetation at Okumatashiro and Myoujin changed from grasslands to natural forests duaring this decade and species diversity decreased, while the value of ER and HI-index indicated that the primary stages were nearly the same as in 1992–1994. The

vegetation at Matsumoto A, a human living zone, changed to secondary forest with naturalized plants, and both values of species diversity and ER and HI-index show its environment as becoming poorer. Many rare species were found at Matsumoto B, C, where the grassland had been preserved by human management. Because the value of species diversity indices such as Shannon's H' and Simpson's $1-\lambda$ is influeneed by the change of individual number (*e. g.* the large change observed between 1992–1994 and 2003–2004 especially at high-altitude sites), it is necessary to analyze census data using ER and HI-index including the environmental value for each species.

(Accepted March 28, 2006)

Published by the Lepidopterological Society of Japan,
5-20, Motoyokoyama 2, Hachioji, Tokyo, 192-0063 Japan